

REGRESIÓN DE LAS ALGAS MARINAS EN LAS ISLAS CANARIAS Y EN LA COSTA ATLÁNTICA DE LA PENÍNSULA IBÉRICA POR EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO

B. Martínez¹, J. Afonso-Carrillo², R. Anadón³, R. Araújo⁴, F. Arenas⁴, J. Arrontes³, I. Bárbara⁵, A. Borja⁶, I. Díez⁷, L. Duarte¹, C. Fernández³, M. García Tasende⁸, J.M. Gorostiaga⁷, J.A. Juanes⁹, C. Peteiro¹⁰, A. Puente⁹, J.M. Rico³, C. Sangil², M. Sansón², F. Tuya¹¹ & R.M. Viejo¹

¹ Universidad Rey Juan Carlos, brezo.martinez@urjc.es

² Universidad de la Laguna

³ Universidad de Oviedo

⁴ CIIMAR, Universidade do Porto

⁵ Universidade de A Coruña

⁶ AZTI, Unidad de Investigación Marina

⁷ Universidad del País Vasco/EHU

⁸ Consellería do Medio Rural e do Mar, Xunta de Galicia

⁹ IH Cantabria, Universidad de Cantabria

¹⁰ Centro Oceanográfico de Santander, Instituto Español de Oceanografía

¹¹ Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

Las macroalgas marinas son los principales productores primarios de las zonas rocosas del litoral Atlántico. Las especies dominantes que forman dosel, algas pardas como las Fucales intermareales y las Laminariales sublitorales, así como algas rojas como las del género *Gelidium* y *Chondrus crispus* configuran en la península Ibérica y en las Islas Canarias, praderas y bosques submarinos que proveen alimento y hábitat para cientos de especies de flora y fauna acompañantes, así como importantes servicios ecosistémicos como sustrato y refugio para otras especies, mantenimiento de la biodiversidad, lugares de cría para múltiples organismos, secuestro de CO₂, provisión de materias primas, alimento, protección frente a la erosión costera, etc. (ej. McCoy & Kamenos, 2015). De esta forma, las macroalgas son los motores de los sistemas marinos de las costas templadas.

En los últimos años, investigadores en ecología marina de España y Portugal, hemos constatado la disminución de la abundancia de estas algas formadoras de bosques marinos en nuestro litoral, llegando algunas especies a desaparecer de numerosas localidades. Es el caso del alga parda *Himanthalia elongata* que ha desaparecido prácticamente de toda la costa cantábrica en la

última década (Fernández & Anadón 2008, Duarte *et al.* 2013), y ha disminuido su abundancia en su límite meridional del norte de Portugal (Fig. 1). En la actualidad aparece de forma abundante sólo en localidades de Galicia, donde se recolecta y comercializa para su consumo (García Tasende & Rodríguez 2003, García Tasende 2010). De esta forma, *H. elongata* presenta la distribución más restringida desde los primeros registros científicos, que datan de finales del siglo XIX. Lo mismo ocurre en el atlántico ibérico con otras Fucales, como *Fucus serratus*, *F. vesiculosus* y *Ascophyllum nodosum*, y con Laminariales que se explotan comercialmente, como *Laminaria hyperborea*, *L. ochroleuca*, *Saccorhiza polyschides* y *Saccharina latissima*, que son ahora menos abundantes, llegando incluso a desaparecer total o parcialmente de la cornisa Cantábrica (Fernández & Anadón 2008, Fernández 2011, Viejo *et al.* 2011, Díez *et al.* 2012, Lamela-Silvarrey *et al.* 2012, Duarte *et al.* 2013, Voerman *et al.* 2013) y de la costa de Portugal (Assis *et al.* 2013, Nicastro *et al.* 2013), aunque algunas están aún presentes en localidades gallegas. En el interior del golfo de Vizcaya se ha detectado una tendencia sostenida a la disminución de la cobertura de *Gelidium corneum* (Díez *et al.* 2012, Borja *et al.* 2013). En las Islas Canarias, otras especies del género

Gelidium y *Fucus guiryi*, han mostrado una regresión notable (Sansón *et al.* 2013), desapareciendo algunas poblaciones en localidades

donde se han realizado seguimientos desde hace más de dos décadas (Reyes & Sansón 1999).



Figura 1. Cambios temporales en la cobertura de macroalgas en Porcía, Asturias: A) población abundante y reproductora de *Himanthalia elongata* en el año 2000; B) ausencia de *H. elongata* en el año 2008. Fotos: J. Arrontes y Rosa M. Viejo.

Como se ha mencionado, en la zona central de la Cornisa Cantábrica han desaparecido densos bosques submarinos formados por Laminariales que dominaban las costas rocosas de Asturias y el oeste de Cantabria. Las especies de aguas más frías como *Laminaria hyperborea* y *Saccharina latissima* no están ya presentes, y las más termotolerantes como *Laminaria ochroleuca* y *Saccorhiza polyschides* están actualmente en una fase de fuerte regresión (Fernández 2011, Voerman *et al.* 2013). Las algas pardas del grupo de las Fucales que cubrían las rocas intermareales de localidades semiexpuestas y protegidas al oleaje, también han visto reducida drásticamente su abundancia desde principios del actual milenio (Fernández & Anadón 2008, Viejo *et al.* 2011, Lamela-Silvarrey *et al.* 2012, Duarte *et al.* 2013). Merecen una especial mención los casos de *Fucus serratus*, *F. vesiculosus* y *Ascophyllum nodosum*, que prácticamente han desaparecido del Norte de España, aunque poblaciones locales pueden subsistir (Viana *et al.* 2014) como es el caso de *A. nodosum* en Cantabria (Ginda, com. per.). Algo similar ha sucedido con *Chondrus crispus*, el “musgo de Irlanda” usado en la industria como fuente de carrageninas y explotado comercialmente en la costa occidental de Asturias hasta finales del siglo pasado. De esta rodofícea

que dominaba el litoral rocoso inferior, solo persisten algunos ejemplares aislados en grietas (Fig. 2).

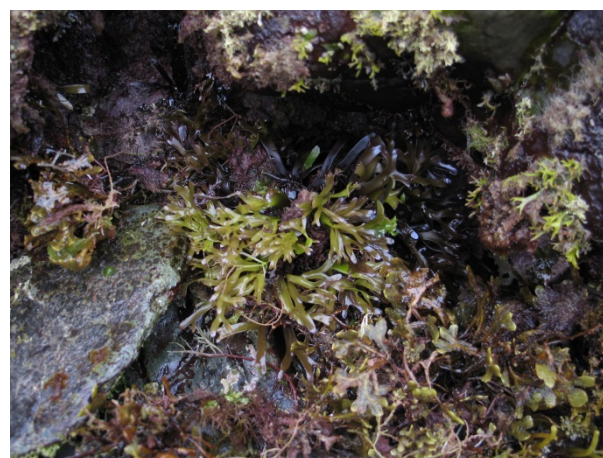


Figura 2. *Chondrus crispus* asociado a grietas, Cadavedo, Asturias. Foto: C. Fernández.

Asimismo, se ha descrito una disminución de la abundancia de especies clave en el interior del Golfo de Vizcaya, en particular del alga roja *Gelidium corneum* (Díez *et al.* 2012, Borja *et al.* 2013). Esta especie, que forma extensas praderas submarinas, tradicionalmente explotada para la extracción de agar-agar en la costa cantábrica (Fig. 3A), ha sufrido un significativo retroceso en la costa vasca. De hecho, en Gipuzkoa, esta especie ha alcanzado en 2014 la menor biomasa (4.500 t)

de la serie iniciada en 1983, muy por debajo del máximo alcanzado en 1993 (17.100 t). En Cantabria, las evaluaciones de campos comerciales de *G. corneum* efectuadas en 2014 por la Universidad de esta comunidad, registraron coberturas en general superiores al 50%; sin embargo no hay datos recientes de biomasa de este recurso en la región que permitan conocer su variación temporal. En asociación al declive de *G. corneum* del interior del golfo, también se han documentado otros cambios relevantes en la vegetación submarina, como el incremento de algas calcáreas y de especies de morfología simple mejor adaptadas a las nuevas condiciones ambientales, y la completa desaparición de las Laminariales *Laminaria ochroleuca* y *Saccorhiza*

polyschides, que aparecían de forma parcheada en este área (Díez *et al.* 2012). Observaciones recientes en varias localidades muestran una cobertura mínima de algas tras la completa desaparición de las praderas que esta especie formaba. Las poblaciones de otras dos especies del género *Gelidium*, *G. canariense* y *G. arbusculum* (Fig. 3B), endémicas de las Islas Canarias y de las costas africanas próximas, han disminuido también de forma drástica recientemente (Sansón *et al.* 2013), incluidas localidades donde fueron explotadas con fines industriales en el pasado (Alfonso-Carrillo 2003). Estas observaciones sugieren tendencias similares de declive de las macroalgas en zonas distantes del litoral Atlántico.



Figura 3. A) *Gelidium corneum* en la zona submareal del Cantábrico; B) *G. arbusculum* intermareal en las Islas Canarias. Fotos: I. Díez y M. Sansón.

Es preocupante el reciente declive de las grandes Laminariales en la costa NO de la Península ibérica, lo que incrementa la incertidumbre sobre la capacidad de esta área geográfica como refugio para estas especies de aguas frías. En Galicia, *Laminaria hyperborea* ha experimentado un desplazamiento hacia zonas más profundas (25-35 metros) con poca luz y temperaturas más bajas, encontrándose ejemplares pequeños (20-25 cm) y en baja densidad (Fig. 4A), sin embargo todavía se encuentran poblaciones con numerosos individuos de mayor tamaño (50-80 cm) en el submareal somero (5-10 m) de rías con aguas frías y turbias (rías de Camariñas y Muros, Fig. 4B) y, curiosamente, pequeñas

poblaciones en zonas intermareales rocosas del norte de Portugal (Figs. 4 C y D). Las poblaciones intermareales de *Saccharina latissima*, han desaparecido o se encuentran muy reducidas en el NO ibérico (Fig. 5), aunque las poblaciones submareales se mantienen estables; mientras que en el N de Portugal éstas se localizan en zonas más profundas. Las poblaciones submareales de *L. ochroleuca*, otra especie formadora de bosques sublitorales, también han sufrido recientemente una disminución de su densidad en el NO Ibérico (Fig. 6A) que sigue en el tiempo al observado en el resto de la Península ibérica aunque algunas poblaciones se mantienen estables (Fig. 6B).

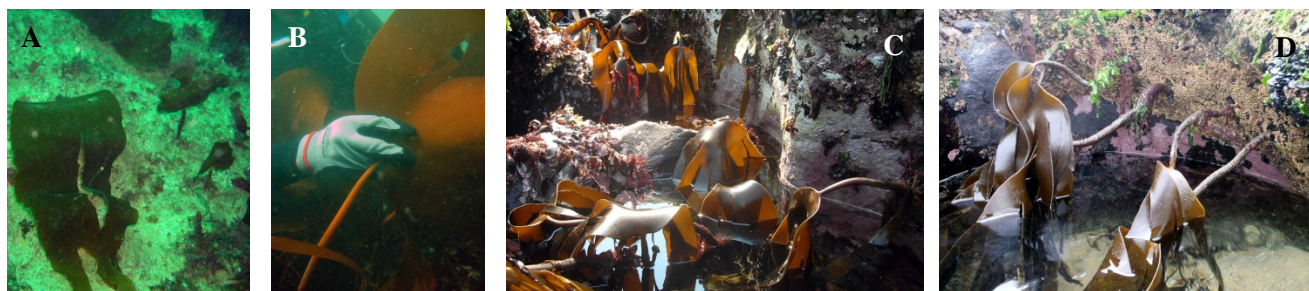


Figura 4. *Laminaria hyperborea* en Galicia y Norte de Portugal: A) ejemplares pequeños en el submareal (20 m) de la ría de Viveiro; B) ejemplares de mayor tamaño en el submareal somero (8 m) de la ría de Camariñas; C y D, población del intermareal inferior que se mantiene constante (2006 y 2013) en Vila Chá. Fotos: I. Bárbara.

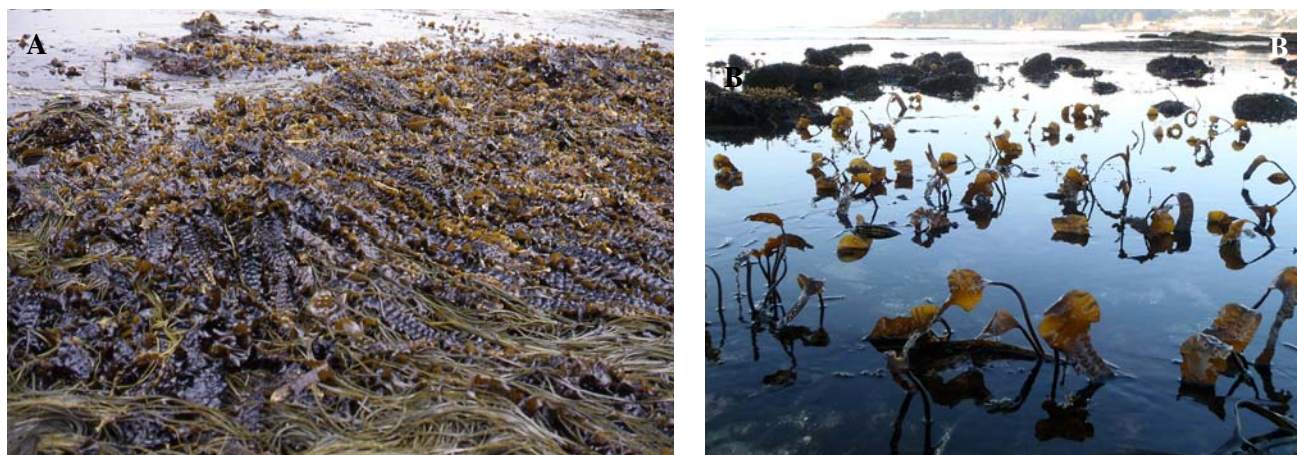


Figura 5. *Saccharina latissima* en el intermareal inferior de Galicia, ría de Muros, Esteiro: A) población densa en 2002; B) población dispersa en 2013. Fotos: I. Bárbara.



Figura 6. *Laminaria ochroleuca* en el submareal de Galicia: A) ría de A Coruña 2007; B) Ribadeo 2013. Fotos: I. Bárbara.

Las especies afectadas son típicas de aguas templado-frías siendo el norte de la Península Ibérica su límite meridional de distribución en aguas atlánticas europeas (Bárbara et al. 2005, Araújo et al. 2009). Desde finales del siglo XIX se han observado sucesivas retracciones y

expansiones en la distribución de estas algas a lo largo de la costa cantábrica en relación a la temperatura del agua (revisado en Lüning 1990). Actualmente, nos encontramos en un escenario de fuerte retracción e incluso extinción local de algunas especies templado-frías, aunque

curiosamente otras especies de similar distribución geográfica (*Chorda filum*, *Halydria siliquosa* y *Desmarestia aculeata*) se mantienen estables. Paralelamente, se detecta la aparición de especies meridionales y/o cantábricas en zonas geográficas con aguas más frías, como por ejemplo en Galicia (Bárbara et al. 2012, 2014, Díaz Tapia et al. 2013) y, también, una mayor abundancia de especies de aguas templadas o especies endémicas de la región lusitánica como *Bifurcaria bifurcata*, *Cystoseira baccata* y *Phyllariopsis* spp. Todo apunta a que se trata de los primeros efectos regionales del cambio climático (Fernández & Anadón 2008, Fernández 2011, Díez et al. 2012, Lamela-Silvarrey et al. 2012, Duarte et al. 2013, Nicastro et al. 2013, Voerman et al. 2013), y en particular del incremento de la temperatura del mar desde los años 80, que se ha intensificado particularmente en la última década (ej. Gomez-Gesteira et al. 2008). La mayoría de los estudios sugieren que la intensidad y duración del afloramiento costero de agua fría subsuperficial ha disminuido en intensidad y número de días (Cabanias et al. 2003, Pérez et al. 2003, Llope et al. 2006). Otros factores estresantes para las algas parecen sumarse a estas nuevas condiciones, como la temperatura atmosférica más elevada (Lamela-Silvarrey et al. 2012, Martínez et al. 2012a), menor disponibilidad estival de nutrientes en el océano (Fernández 2011, Díez et al. 2012, Lamela-Silvarrey et al. 2012), un aumento en la frecuencia de fuerte oleaje (Borja et al. 2013), o la mayor transparencia del agua en algunas localidades debido a la disminución de precipitaciones estivales (Díez et al. 2012, Quintano et al. 2013). Estos resultados ponen en evidencia la importancia del seguimiento a largo plazo y del conocimiento científico sobre la variación temporal y a lo largo de la costa de las poblaciones de macroalgas y de su relación con los factores ambientales (Guinda et al. 2012, Ramos et al. 2014). Los modelos que tratan de proyectar su distribución en escenarios climáticos futuros informan sobre la probable extinción de varias de estas especies en nuestro litoral o drásticas caídas en su biomasa (Alcok 2003, Muller et al. 2009, Chust et al. 2011, Martínez et al. 2012b). En otras costas europeas también se han observado contracciones en la distribución geográfica de las

algas de afinidad septentrional, que retroceden hacia el norte (ej. Muller et al. 2009). Este declive es general, y se observa en muchas regiones costeras del planeta (ej. Wernberg et al. 2011).

La desaparición o declive de estas algas formadoras de bosques y praderas tendrá un impacto ambiental negativo para las comunidades costeras. Se trata de *ingenieros autógenos* (Dayton 1972), que, como se ha mencionado, proporcionan bienes y servicios, como refugio y alimento para la fauna (ej. crustáceos, moluscos y alevines de peces de importancia económica), al tiempo que soportan la mayor producción primaria del sistema costero; además pueden actuar disipando el oleaje o contribuyendo de forma significativa a la captura de CO₂ (Steneck et al. 2002, Christie et al. 2009). Los pocos estudios que existen hasta el momento sobre efectos de los cambios ya observados sobre las redes tróficas costeras indican que esta desaparición se relaciona con una reducción de la complejidad en dichas redes (Byrnes et al. 2011). Por ello juegan un papel primordial en mantener la salud ambiental de las costas de igual manera que lo hacen los árboles de un bosque, con la importancia que ello tiene para alcanzar un buen estado ambiental de nuestros mares en 2020, tal y como exige la Directiva de la Estrategia Marina europea (2008/56/CE). Debido al importante valor ambiental de estas algas formadoras de hábitats, algunas especies han sido incluidas en listados y catálogos de especies vulnerables. *Gelidium canariense*, *G. arbusculum* y *Cystoseira abies-marina* (Fig. 7) se incluyen en el *Catálogo Canario de Especies Protegidas* (Ley 4/2010, BOC nº 112 del 09/06/2010). De igual forma, especies de los géneros *Cystoseira*, *Sargassum* y *Laminaria* del litoral mediterráneo español aparecen en el *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial* y en el *Catálogo Español de Especies Amenazadas* (Ley 42/2007, BOE nº 299 del 14/12/2007, Real Decreto 139/2011, BOE 46 del 23/02/2011). Esta legislación insta a las comunidades autónomas a elaborar y aprobar planes de recuperación para las especies consideradas *en peligro de extinción* y planes de conservación para las especies *vulnerables*. Sin embargo, esta protección no se ha

extendido a las especies formadoras de bosques del litoral Atlántico peninsular. Además, la explotación para el consumo de estas especies es creciente, particularmente en Galicia. En esta comunidad autónoma, igual que en el resto, la extracción de algas está regulada por ley, pero el programa de extracción no considera unos planes específicos adecuados a la situación de las poblaciones naturales y las características biológicas particulares de cada especie, como sería deseable (ej. Frangoudes 2011). El caso contrario se da en el País Vasco donde se ha prohibido la extracción de *G. corneum* debido a su vulnerabilidad. Para esta especie se ha demostrado científicamente que su resiliencia ante el cambio climático se ve mermada en algunas zonas por la explotación y otras presiones antropogénicas, lo que reduce su recuperación ante eventos de estrés (Borja *et al.* 2013).



Figura 7. *Cystoseira abies-marina*, submareal de las Islas Canarias. Foto: M. Sansón.

A día de hoy, el medioambiente está siendo gravemente afectado por el cambio global. Las perspectivas futuras para nuestras costas indican cambios importantes y entre ellos destaca el declive de algas formadoras hábitats litorales en las costas atlánticas de España y Portugal. En este contexto, es de vital importancia que las administraciones: i) desarrollen seguimientos científicos del estado y evolución de las poblaciones naturales que permitan entender y predecir sus respuestas al cambio climático y conocer posibles áreas de refugio; ii) evalúen la inclusión de las especies amenazadas en los libros rojos, listados y catálogos de especies amenazadas autonómicos, nacionales e internacionales y se

establezcan planes realistas para su gestión; y iii) realicen un control riguroso de su explotación comercial. Urge la actuación de las administraciones protegiendo a las especies de algas amenazadas y por ende a las comunidades costeras que éstas sustentan. Manifestamos que es importante continuar con los estudios sobre el impacto sobre las algas formadoras de los hábitats costeros del aumento de la temperatura del mar y de otros factores ambientales y antropogénicos estresantes, como una necesidad para entender y predecir el efecto del cambio climático sobre los bienes y servicios que aportan los ecosistemas marinos litorales.

Referencias bibliográficas

- Afonso-Carrillo, J. (2003). Aprovechamiento industrial de algas marinas canarias para la extracción de agar. Puerto de la Cruz (1951-1966). *El Pajar, Cuaderno de Etnografía Canaria*, 15: 173-184.
- Alcock, R. (2003). *The effects of climate change on rocky shore communities in the Bay of Biscay, 1895-2050*. PhD. Department of Biodiversity and Ecology Division, University of Southampton. United Kingdom.
- Araújo, R. *et al.* (2009). Checklist of benthic marine algal and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica Marina*, 52(1): 24-46.
- Assis, J. *et al.* (2009). Findkelp, a GIS-based community participation project to assess Portuguese kelp conservation status. *Journal of Coastal Research*, SI 56 (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium). Lisbon, Portugal.
- Bárbara, I., *et al.* (2005). Checklist of the benthic marine and brackish Galician algae (NW Spain). *Anales Jard. Bot. Madrid*, 62(1): 69-100.
- Bárbara, I., *et al.* (2012). Nuevas citas y aportaciones corológicas para la flora bentónica marina del Atlántico de la Península Ibérica. *Acta Botánica Malacitana*, 37: 5-32.
- Bárbara, I., *et al.* (2014) Adiciones florísticas y aportaciones corológicas para la flora bentónica marina del atlántico ibérico. *Acta Botánica Malacitana* (aceptado).
- Borja, Á. *et al.* (2013). Interactions between climatic variables and human pressures upon a macroalgae population: Implications for management. *Ocean & Coastal Management*, 76(0): 85-95.

- Byrnes, J.E. *et al.* (2011). Climate driven increases in storm frequency simplify kelp forest food webs. *Global Change Biology*, doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02409.
- Cabanas, J.M. *et al.* (2003). Oceanographic variability in the northern shelf of the Iberian Peninsula, 1990-1999. *ICES Marine Science Symposia*, 219: 71-79.
- Christie, H. *et al.* (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 396: 221-233.
- Chust, G., *et al.* (2011). Climate change impacts on coastal and pelagic environments in the southeastern Bay of Biscay. *Climate Research*, 48: 307-332.
- Dayton, P.K. (1972). Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichment to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica. En *Proceedings of the Colloquium on Conservation Problems in Antarctica*, 81-95. Parker, B.C. (ed.) Allen Press. Lawrence, Kansas.
- Díaz Tapia, P., I. *et al.* (2013). Vegetative and reproductive morphology of *Polysiphonia trippinata* (Rhodomelaceae, Rhodophyta): a new record from the European Atlantic coast. *Botanica Marina*, 56(2): 151-160.
- Díez, I. *et al.* (2012). Seaweed assemblage changes in the eastern Cantabrian Sea and their potential relationship to climate change. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 99: 108-120.
- Duarte, L. *et al.* (2013). Historic and recent changes in the geographic distribution of two seaweeds in northern Spain and their relation to trends in sea surface temperature. *Acta Oecologica*, 51: 1-10.
- Fernández, C. (2011). The retreat of large brown seaweeds on the north coast of Spain: the case of *Saccorhiza polyschides*. *European Journal of Phycology*, 46(4): 352-360.
- Fernández, C. & Anadón, R. (2008). La cornisa Cantábrica: un escenario de cambios de distribución de comunidades intermareales. *Algas, Boletín de la Sociedad Española de Ficología*, 39: 30-31.
- Frangoudes, K. (2011). Seaweeds fisheries management in France, Japan, Chile and Norway. *Cahiers de Biologie Marine*, 52(4): 517-525.
- García Tasende, M. (2010). Macroalgas marinas: situación actual y requerimientos legales para su explotación. En *Las algas en Galicia: factores que condicionan su explotación y oportunidades de valorización*, Proyecto BIOTECMAR (Explotación Biotecnológica de productos y subproductos marinos), Centro Tecnológico del Mar-Fundación CETMAR. Vigo.
- García Tasende, M. & Rodríguez González, L.M. (2003). Economic seaweeds of Galicia (NW Spain). *Thalassas*, 19(1): 17-25.
- Gomez-Gesteira, M. *et al.* (2008). Coastal sea surface temperature warming trend along the continental part of the Atlantic Arc (1985-2005). *Journal of Geophysical Research*, 113: C04010.
- Guinda, X. *et al.* (2012). Spatial distribution pattern analysis of subtidal macroalgae assemblages by a non-destructive rapid assessment method. *Journal of Sea Research*, 67(1), 34-43.
- Lamela-Silvarrey, C. *et al.* (2012). Fucoid assemblages on the north coast of Spain: past and present (1977-2007). *Botanica Marina*, 55(3): 199-207.
- Llope, M. *et al.* (2006). Hydrographic dynamics in the southern Bay of Biscay shelf-break region: integrating the multiscale physical variability over the period 1993 - 2003. *Journal of Geophysical Research*, 111: C09021.
- Lüning, K. (1990). *Seaweeds: their environment, biogeography and ecophysiology*. John Wiley & Sons. New York; USA.
- McCoy, S.J. & Kamenos, N.A. (2015). Coralline algae (Rhodophyta) in a changing world: integrating ecological, physiological, and geochemical responses to global change. *Journal of Phycology*, 51: 6-24.
- Martínez, B. *et al.* (2012a). Physical factors driving intertidal macroalgae distribution: physiological stress of a dominant fucoid at its southern limit. *Oecologia*, 170(2): 341-353.
- Martínez, B. *et al.* (2012b). Habitat distribution models for intertidal seaweeds: responses to climatic and non-climatic drivers. *Journal of Biogeography*, 39: 1877-1890.
- Müller, R. *et al.* (2009). Impact of oceanic warming on the distribution of seaweeds in polar and cold-temperate waters. *Botanica Marina*, 52: 617-638.
- Nicastro, K. R., *et al.* (2013). Shift happens: trailing edge contraction associated with recent warming trends threatens a distinct genetic lineage in the marine macroalga *Fucus vesiculosus*. *Bmc Biology*, 11: 6.
- Pérez, F.F. *et al.* (2010). Plankton response to weakening of the Iberian coastal upwelling. *Global Change Biology*, 16(4): 1258-1267.
- Quintano, E. *et al.* (2013). Solar radiation (PAR and UVA) and water temperature in relation to biochemical performance of *Gelidium corneum* (Gelidiales, Rhodophyta) in subtidal bottoms off

- the Basque coast. *Journal of Sea Research*, 83: 47-55.
- Ramos, E. *et al.* (2014). Biological validation of physical coastal waters classification along the NE Atlantic region based on rocky macroalgae distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 147: 103-112.
- Reyes, J. & Sansón, M. (1999). Estudio fenológico de dos poblaciones de *Fucus spiralis* en Tenerife, islas Canarias (Fucales, Phaeophyta). *Vieraea*, 27: 53-65.
- Sansón, M. *et al.* (2013). Do the size shifts of marine macroalgae match the warming trends in the Canary Islands? *Libro de Resúmenes XIX Simposio de Botánica Criptogámica*: 104.
- Steneck, R.S. *et al.* (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29(4): 436-459.
- Viana, I.G. *et al.* (2014). Growth and production of new recruits and adult individuals of *Ascophyllum nodosum* in a non-harvested population at its southern limit (Galicia, NW Spain). *Marine Biology*, 161: 2885-2895.
- Viejo, R.M. *et al.* (2011). Reproductive patterns in central and marginal populations of a large brown seaweed: drastic changes at the southern range limit. *Ecography*, 34(1): 75-84.
- Voerman, S.E. *et al.* (2013). Climate driven changes in subtidal kelp forest communities in NW Spain. *Marine Environmental Research*, 90: 119-127.
- Wernberg, T. *et al.* (2011). Seaweed Communities in Retreat from Ocean Warming. *Current Biology*, 21: 1828-1832.

RESEÑA TESIS DOCTORAL. UNIVERSIDAD DE GRANADA

CYANOPROKARIOTAS MICROFITOBENTONICAS DEL LITORAL DE ANDALUCÍA

AUTOR: Julio De la Rosa

DIRECTOR: Pedro Sánchez Castillo

FECHA DE DEFENSA: 4 de mayo de 2012

Esta tesis doctoral aborda el estudio florístico de las cyanoprokariotas bentónicas presentes en el litoral de Andalucía, centrándose en los siguientes objetivos: 1) realizar el estudio de las cyanoprokariotas del litoral de Andalucía; 2) establecer la distribución de las cyanoprokariotas en el litoral de Andalucía e identificar los ambientes donde éstas adquieren un mayor desarrollo e importancia; 3) elaborar una flora preliminar de las cyanoprokariotas del litoral mediterráneo andaluz, y de forma secundaria determinar la posible vinculación de estos organismos en relación a particulares condiciones ambientales, y; 4) caracterizar macroscópicamente las comunidades de cyanoprokariotas y definir los principales tipos observados en el litoral de Andalucía. La necesidad de este estudio se justifica, de una parte, por el gran desconocimiento que se tiene de este grupo de organismos en el litoral de Andalucía y de otra, por el importante papel que juegan bajo diferentes puntos de vista, entre otros, como indicadores del estado ambiental del sistema. El presente estudio ha sido abordado

bajo una aproximación taxonómica tradicional, basada en la variabilidad de las características morfológicas y se centra fundamentalmente en el ámbito intermareal si bien se aportan observaciones sobre determinadas poblaciones infralitorales.

Para abordar este estudio se establecieron un total de 17 estaciones de muestreo, 14 en el litoral mediterráneo y 3 en el litoral atlántico, de forma que se recogiera el mayor rango de variabilidad posible bajo diferentes puntos de vista. Los muestreos se llevaron a cabo con periodicidad estacional (otoño-invierno y primavera) entre enero de 2007 y febrero de 2009. La recolección de las muestras se ha llevado a cabo mediante inspecciones litorales a pie o de buceo, tanto en apnea como con equipo autónomo.

La flora de cyanoprokariotas del litoral andaluz

Se han identificado un total de 86 taxones pertenecientes a seis órdenes diferentes. Pseudanabaenales con 21 especies y